



**SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET**

Energiskogens miljökonsekvenser

Aspekter på odling, slamgödsling och förbränning

**Environmental effects of energy forest
(short rotation willow)**

Aspects on cultivation, sludge application and combustion

Kjerstin Frank

Institutionen för lantbruksteknik

**Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Agricultural Engineering**

**Rapport 159
Report
Uppsala 1992**

ISSN 0283-0086

ISRN SLU-LT-R- -159- -SE

DOKUMENTDATABLAD för rapportering till SLU:s lantbruksdatabas LANTDOK, Svensk lantbruksbibliografi och AGRIS (FAO:s lantbruksdatabas)

Institution/motsvarande Institutionen för lantbruksteknik		Dokumenttyp Rapport	
		Utgivningsår 1992	Målgrupp R, P
Författare/upphov Kjerstin Frank			
Dokumentets titel Energiskogens miljökonsekvenser. Aspekter på odling, slamgödsling och förbränning Environmental effects of energy forest (short rotation willow). Aspects on cultivation, sludge application and combustion			
Ämnesord (svenska och/eller engelska) Biobränsle, bioenergi, energi, energiskog, Salix, slam, rötslam Bioenergy, biofuel, energy, short rotation forestry, Salix, sludge, sewage sludge			
Projektnamn (endast SLU-projekt)			
Serie-/tidskriftstitel och volym/nr Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för lantbruks- teknik. Rapport 159			ISBN ISRN SLU-LT-R--159--SE ISSN 0283-0086
Språk Svenska	Smf-språk Svenska, Engelska	Omfång 36 s.	Antal ref. 27

Postadress
SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET
Ultunabiblioteket
Förvävssektionen/LANTDOK
Box 7071
S-750 07 UPPSALA
Sweden

Besöksadress
Centrala Ultuna 22
Uppsala

Telefonnummer
018-67 10 00 vx
018-67 10 98
018-67 10 97

Telefax
018-301006

FÖRORD

Den pågående omställningen av jordbruket innebär att det finns en strävan att ersätta överskottsproduktion av livsmedel med andra produkter. Den tillgängliga arealen för sådan alternativ användning kommer på några års sikt att uppgå till 0,7-0,9 milj ha att jämföra med dagens totala åkerareal på 2,9 milj ha.

Förutom skogsplantering på åkermark ställs de största förhoppningarna till bränslegrödor. Den kommersiellt mest lovande grödan synes vara energiskog (Salix).

Detta examensarbete tar upp energiskogs miljöeffekter främst ur samhällets utgångspunkt. Särskilt berörs situationen då energiskog gödslas med slam från kommunala reningsverk.

Det är vår förhoppning att skriften skall vara till nytta inte minst i den kommunala energiplaneringen, vilken numera måste inkludera en miljökonsekvensbeskrivning.

Examensarbetet har utförts som ett delprojekt inom det av NUTEK finansierade projektet 146310-2 Systemfrågor inom skogs- och lantbruket.

Uppsala i juni 1992

Åke Axenbom
projektledare

SAMMANFATTNING

Denna rapport behandlar effekter på miljön vid odling och förbränning av energiskog. Dessutom behandlas förmodade effekter av slamgödsling i energiskog. Även en del lagar och regler tas upp i avsnitten om slam och förbränning.

Odling av energiskog (*Salix*) på jordbruksmark innebär både för- och nackdelar för den omgivande miljön. Bladförmån (förmultnade blad) från odlingen höjer mullhalten i det övre jordlagret. Markfaunan påverkas också positivt. Hittills utförda studier gällande kväveläckage från energiskogsodlade fält har ej överlag givit några entydiga resultat. Det man kunnat konstatera är en fördröjd avrinning inom energiskogsodlade fält. Med tanke på att energiskogens rotsystem är aktivt under en stor del av året torde kväveläckaget bli mindre jämfört med konventionell odling. Användningen av kemiska bekämpningsmedel bedöms minska vid övergång till energiskogsodling på tidigare spannmålsodlad mark.

Avloppsslammets innehåll av växtnäring och organiskt material utgör en resurs som kan användas inom jordbruket, främst inom energiskogsodlingen. Slammets egenskaper är dock inte enbart positiva. Det som talar mot slamspridning på jordbruksmark är slammets innehåll av tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen. Spridning av slam med dagens kvalitet ökar tungmetallhalten i marken något. Vid odling av energiskog kan detta förhållande till viss del motverkas. Det har konstaterats att *Salix* har god förmåga att ta upp metaller, främst kadmium.

Deponering av slam kommer på sikt att avvecklas. Valet av behandlingsmetod kommer därefter att stå mellan spridning på t ex jordbruksmark och förbränning av slammet. Enligt en undersökning utförd på lantbruksuniversitetet är slamspridning på jordbruksmark samhällsekonomiskt lönsamt.

Landskapets karaktär förändras vid odling av energiskog. Innan energiskogen skördas har den uppnått en höjd av 5-7 meter. Detta kan upplevas negativt. Inom vissa områden, t ex i utpräglade slättbygder, kan salixodling ge positiva effekter. Den bidrar där till en mer varierad landskapsbild.

Vid energiskogsodling på dränerad jordbruksmark finns risk för rotinträngning i dräneringsrören. Detta bör beaktas vid anläggningen av energiskog. Om möjligt bör relativt nydikade marker undvikas. I jordar där det finns tillräckligt med växtnäring och vatten i den övre delen av profilen är rotförekomsten liten på djupet och därmed är risken för rotinträngning mindre.

Förbränning av energiskogsflis (och annat biobränsle) ger främst två fördelar jämfört med förbränning av fossila bränslen. Det ger inget nettotillskott av koldioxid till atmosfären och eftersom trädbränslets svavelhalt är låg blir svavelutsläppen minimala. Utsläpp av kväveoxider och framför allt kolväten kan ge vissa problem, men kan med hjälp av förbränningstekniska åtgärder mildras.

SUMMARY

This paper deals with environmental effects of producing and combusting energy forest fuel. Energy forest means in the following short rotation willow (*Salix*). Supposed effects of sewage sludge application are discussed as well. Rules and regulations are dealt with in the chapters about sludge and combustion.

Energy forestry on agricultural land implies both advantages and disadvantages for the environment. Leaf litter (humified leaves) increases the humus content in the top soil. The soil fauna is also positively affected. Until now performed studies about nitrogen leakage from fields cultivated with energy forest (*Salix*), have not given any distinct results. A retarded drainage within energy forest fields is on the other hand noticed. While the root system of *Salix* is active during a long period of the year, the nitrogen leakage become less compared to traditional cultivation. The use of pesticides are estimated to be reduced by a change-over to energy forestry on previous grain grown land.

The content of plant nutrients and organic matter in sewage sludge make a resource that can be useful for agricultural purposes, especially for energy forest cultivation. The quality of sewage sludge is however not only positive. The content of heavy metals and organic emissions contradicts sludge application to agricultural land. Sewage sludge with today's quality increases somewhat the content of heavy metals in the soil. This condition can be counteracted to a certain extent by growing energy forest. It has been established that *Salix* has high ability to heavy metal uptake, especially cadmium.

Sludge dumping will end in the long run. Land disposal and/or combustion will thereafter be the methods of treatment. Sewage sludge application to farm land is economic according to an investigation done by the Swedish University of Agricultural sciences.

The character of the landscape changes when growing energy forest. Before the plantation is cut, it has reached a height of 5 to 7 meters. This fact can be negatively experienced. Within some areas, for example in flat country, *Salix* can give positive effects. It promotes a more varied landscape.

Growing energy forest on drained farm land is connected with a risk for root penetration into the drainage system. With enough water and plant nutrients in the top soil the risk is reduced. Shallow depth of the pipes increases the risk. Combustion of wood chips from energy forests (and other types of biomass) gives especially two advantages. It does not give any net contribution of carbon dioxide to the atmosphere. The sulphur discharge will be minimal since the sulphur content in wood fuel is low. Discharge of nitrogen oxide and hydrocarbons may give some problems. These problems can be reduced by technological measures when combusting.

Innehållsförteckning

1 INLEDNING	1
2 MILJÖEFFEKTER VID ODLING AV ENERGISKOG	3
2.1 Markens mullinnehåll	3
2.2 Markfaunan	3
2.3 Markförurning	4
2.4 Kväveläckage	4
2.5 Bekämpningsmedel	6
2.6 Påverkan på faunan	6
2.7 Effekter på floran	7
2.8 Påverkan på landskapsbilden	7
2.9 Inväxning av salixrötter i dräneringsledningar	8
3 SLAM SOM GÖDSELMEDEL VID ENERGISKOGSODLING	10
3.1 Slamtyper beroende av reningsteknik	10
3.2 Slamtyper efter behandlingsmetod	10
3.3 Slammets innehåll av växtnäring och organiskt material	11
3.4 Slammets betydelse ur växtnäringssynpunkt	12
3.4.1 Fosforverkan	12
3.4.2 Kväveverkan	12
3.4.3 Gödselverkan med normal slamgiva	12
3.5 Tungmetallinnehåll i avloppsslam	13
3.6 Organiska miljöfarliga ämnen i slam	14
3.6.1 Nedbrytning av organiska föroreningar i jord	15
3.6.2 Utlakning	15
3.7 Innehållsdeklaration	16
3.8 Mellanlager	16
3.9 Tillsyn och huvudmannens ansvar	17
3.9.1 Tillsyn	17
3.9.2 Huvudmannens ansvar	17
3.10 Principer för slamtillförsel i energiskog	17
3.11 Metallomsättning i Salix	18
3.12 Slamspridningsförsök i sydvästra Skåne	18
3.13 Slam på jordbruksmark - samhällsekonomiskt lönsamt	19
4 EMISSIONER VID FÖRBRÄNNING	20
4.1 Koldioxid	20
4.2 Svaveloxider	20
4.3 Kväveoxider	21
4.4 Stoftemissioner	21
4.5 Metaller	21
4.6 Organiska ämnen	22
4.7 Samverkanseffekter	23
4.8 Aska	23
5 RÖKGASRENING	24
5.1 Cykloner	24
5.2 Textilfilter	24
5.3 Elektrofilter	24
5.4 Skrubber	24

5.5 Rök-gaskondensering	25
6 REGLER FÖR FÖRBRÄNNINGSANLÄGGNINGAR	26
6.1 Begränsning av stoftutsläpp	26
6.2 Miljöavgifter	26
7 DISKUSSION	27
8 SLUTSATSER	29
9 LITTERATURFÖRTECKNING	30
10 BILAGOR	

1 INLEDNING

Många kommuner och lokala energiföretag står inför stora förändringar av sina energisystem. Kraven på svavel-, kväveoxid- och koldioxidutsläpp från förbränningsanläggningar kommer successivt att skärpas. Biobränslen kommer därmed att få större betydelse.

Från den 1 juli 1991 ska enligt lagen om kommunal energiplanering (se bilaga 1) en miljökonsekvensbeskrivning ingå i varje kommunal energiplan, såväl som i varje ansökan om tillstånd enligt miljöskyddslagen. Miljökonsekvensbeskrivningen ska belysa "inverkan på miljö, hälsa och hushållning med naturresurser".

Även jordbruket står inför stora förändringar. Omstruktureringen av jordbruket resulterar i att lantbrukarna måste finna nya vägar för att hålla sig kvar inom näringen. Energiskogsodling är ett sätt att hålla lantbruket och landsbygden vid liv.

Energiskogsodling innebär att man odlar snabbväxande trädslag för att producera en bränsleråvara. Energiskogsodlingen baseras främst på olika arter av trädsläktet Salix (i huvudsak pil och vide). Salix har en snabb tillväxt och hög biomassaproduktion. Skörd sker med korta intervall från två till fem år. Efter varje skördetillfälle skjuter nya skott från stubbarna. Stubbarnas produktiva livslängd bedöms vara 20-30 år. Energiskogsodling lämpar sig bäst i södra och mellersta Sverige. Intensivodling av energiskog anses, främst av klimatiska skäl, knappast praktiskt och ekonomiskt möjlig norr om Dalälven. I följande rapport kommer även Salix och pilskog att användas i betydelsen energiskog.

Vikten av att recirkulera avfall uppmärksammas allt mer. Istället för att deponera avloppsslam kan det nyttiggöras inom jordbruket, t ex vid odling av energiskog. Slamgödslning lämpar sig bättre till Salix än till konventionella jordbruksgrödor. Avloppsslam innehåller utöver den värdefulla växtnäringen en mängd ej önskvärda tungmetaller som till viss del tas upp av växterna och till viss del lagras upp i marken. Slam innehåller även en del giftiga organiska ämnen. Vid konventionell odling är detta en nackdel eftersom det är önskvärt att jordbruksprodukterna inte innehåller skadligt höga metallhalter och att inte markens produktionsförmåga allvarligt försämrats. Salix har visat sig ha en naturlig förmåga att ta upp metaller. Därmed blir risken för upplagring av metaller i marken mindre. Enligt LRF bör energiskogsodlad åkermark som gödslats med slam inte användas för odling av livsmedel förrän tio år efter sista slamgödslingen. Man räknar då med att eventuellt giftiga organiska föreningar har brutits ned. Det är min förhoppning att följande rapport ska kunna fungera som en hjälp för kommuner och lokala energiföretag som ska välja nytt energisystem och därmed är ålagda att göra en miljökonsekvensbeskrivning. Den kan även vara värdefull för lantbrukare som är i stånd att börja odla energiskog och kanske även har funderingar på att använda slam som gödselmedel i odlingen.

1.1 Syfte

Syftet med denna rapport är att försöka belysa effekterna på miljön vid odling respektive förbränning av energiskog. Även förmodade effekter av slamspridning på energiskogsodlad åkermark tas upp. I det följande sammanfattas i stora drag tänkbara effekter av energiskogsodling på tidigare öppen jordbruksmark och effekterna vid förbränning av energiskogsflis jämfört med fossila bränslen.

2 MILJÖEFFEKTER VID ODLING AV ENERGISKOG

Sedan slutet av 1920-talet har nedläggning av jordbruksmark skett i Sverige. Det var främst på 1960- och 1970-talen som stora åkermarksarealer omvandlades till skogsmark. Idag bedöms ca 300 000 ha åkermark vara lämplig för alternativ användning, t ex energiskogsodling (STEV, 1990).

När man bryter ett gammalt odlingsmönster förändras landskapsbilden och även miljön för olika djurarter. Det har både för- och nackdelar. Energiskogens stora behov av vatten och näring kan också påverka miljön, liksom de utsläpp som sker vid förbränning av energiskogsveden.

En fördel med energiskogsodling är att man utan några större problem snabbt kan återgå till traditionell jordbruksdrift, om så skulle önskas. Med vanlig skogsplantering binder man upp sig för mycket lång tid framöver.

2.1 Markens mullinnehåll

Markens produktionsegenskaper bestäms i hög grad av dess mullhalt. I en energiskog återförs varje år ca 5 ton TS (torrsubstans) organiskt material till marken i form av blad och finrötter. Lika stor mängd skörderester produceras av en spannmålsgröda i form av halm, stubb och rötter. Om man ser till ovanstående bör introduktion av energiskog på åker inte försämra markens humusstatus. På lång sikt kan man vänta sig att energiskogsodling bidrar till att höja markens mullhalt, eftersom jordbearbetningen i en energiskog inskränks till ungefär vart 20:e år då odlingen bryts upp (Andersson, 1990).

2.2 Markfaunan

Markdjurens närvaro i marken är direkt avgörande för växternas tillgång på upp- tagbar växtnäring. De markdjur som lever på döda växtdelar utför ett värdefullt arbete som nedbrytare av organiskt material. Tillsammans med markens mikroorganismer omvandlar markdjuren organiskt bunden växtnäring i bladförna och skörderester till upptagbar oorganisk växtnäring.

Djupgående daggmaskar utför en vertikal omblandning av markprofilen. Bladförna och skörderester som hamnar på markytan dras ner och blandas in i mineraljorden. Daggmasken spelar även en betydande roll för dränering och luftning av jorden. I åkermarken är det jordbearbetningen som mest påtagligt påverkar markdjuren. Jordbearbetningsredskap ger mekaniska slitskador och jordpackning försämrar daggmaskens livsmiljö. Jordbrukets användning av kemiska bekämpningsmedel liksom tungmetaller tillförda genom gödselmedel eller avfallsprodukter (t ex rötslam) kan direkt skada olika markdjur. Användning av kemiska bekämpningsmedel bedöms bli mindre vid energiskogsodling jämfört med konventionell jordbruksodling.

Studier av markfaunan i salixbestånd indikerar att energiskog har en positiv effekt på daggmaskförekomsten. Energiskogsodling medför förbättrade förhållanden för markfaunan främst till följd av minskad jordbearbetning (Andersson, 1990).

2.3 Markförsurning

An- och katjonflödena i ekosystemet bestämmer markens syra/bas-status. Vid försurning av marken minskar andelen baskatjoner (Ca, Mg, Na, K) och andelen syrakatjoner (H, Al) ökar. Markens syraneutraliserande förmåga minskar.

Fyra huvudprocesser för markförsurning kan identifieras:

- Tillförsel av försurande ämnen genom atmosfäriskt nedfall, gödsling och genom vittring av mineral.
- Mineralisering av organiskt material. Frigjorda mineralämnena kan åter tas upp av växtrötterna (se upptag av biomassa nedan).
- Bortförsel av försurande ämnen genom utlakning och denitrifikation. Denitrifikation innebär ett sönderfall av kväveföreningar (nitrat och nitrit) under bildande av kvävgas, kväveoxid eller dikväveoxid.
- Upptag i biomassa. Baskatjoner tas upp i växter och markorganismer samtidigt som försurande vätejoner (H^+) avges till marken.

Energiskogsodling leder till lika stor markförsurning som odling av traditionella jordbruksgrödor. Detta beror på användningen av surgörande gödselmedel och det stora biomassauttaget.

I en utvecklad energiskogsodling kommer kalkning att vara en nödvändig återkommande åtgärd. För att minska kalkningsbehovet kan basiskt verkande gödselmedel användas. Ett sätt att minska kalkningsbehovet kan vara att återföra vedaskan (Andersson, 1990). Se även avsnittet 4.8 om aska.

2.4 Kväveläckage

Läckaget av kväve från energiskogsodlad jordbruksmark bestäms dels av fältets förråd av organiskt material och dess omsättbarhet, dels av gödslingsåtgärderna i själva odlingen. Jordarten spelar också en viss roll. I och med att bladen återförs till odlingen och därmed bidrar till markens kväveförråd gäller generellt att kväveläckaget ökar med ökad gödsling.

Mark som hålls bevuxen hela året läcker jämförelsevis liten mängd kväve. Detta gäller exempelvis jordbrukets gräsvallar. En etablerad energiskog håller på ett liknande sätt marken kontinuerligt bevuxen och bör i analogi härmed minska risken för kväveutlakning. Närsaltutlakningen från energiskogsodlad mark är dock ännu ofullständigt klarlagd. Detta gäller speciellt sett över ett längre tidsperspektiv med upprepade omdrev (Andersson, 1990).

Försöksresultat visar på en förhöjd avdunstning från energiskogsbestånd jämfört med andra grödor (Persson, 1987). Med hjälp av en matematisk modell har växtsäsongens medelavdunstning från pilskog (Salix) beräknats vara omkring 700 mm/år (Andersson, 1990). Det är ungefär dubbelt så mycket jämfört med stråsäd och vall, som har en ungefärlig medelavdunstning på mellan 300 och 400 mm under en växtsäsong (Johansson & Linnér, 1977).

För att energiskogen ska växa optimalt krävs alltså god tillgång på vatten. Med andra ord kräver framgångsrik energiskogsodling vattenhållande jordar eller tillgång till vatten för bevattning. Risken för växtnäringsläckage ökar emellertid vid intensiv bevattning eller vid riklig nederbörd eftersom vattnet drar med sig kväveföreningar som frigörs i marken, ner i bl a grundvattnet (Persson, 1987).

Störst risk för kväveutlakning kan förväntas närmaste tiden efter planteringen innan rotsystemet utvecklats, under avverkningsåren samt tidpunkten för upptagning av stubbarna. Ett nyavverkat energiskogsbestånd som går in i ett nytt omdrev har dock ett levande rotsystem som genast kan börja ta upp det kväve som frigörs ur det organiska förråd som finns i marken. Detta förhållande verkar begränsande på utlakningen (Andersson, 1990).

Stora åkermarksarealer, speciellt i södra Sverige har sedan lång tid tillbaka en hög kvävemängd i marken. Då man anlägger energiskog på sådan mark kan tillförseln av kvävegödsel minskas, vilket bör resultera i att kväveöverskottet i jorden förbrukas på sikt (STEV, 1990). Tack vare att energiskogen har en god näringsupptagningsförmåga kan den aktivt suga upp överskottskväve och på så sätt fungera som ett slags "biologiskt filter". Det råder dock viss osäkerhet om hur effektiv energiskogen kan vara (STEV, 1990). I ett intensivodlingsförsök vid Ultuna, med en tillförsel av 300 kg N per ha och år, uppmättes mycket höga kväveförluster. Höga nitratmängder konstaterades i marken och i dränerings- resp grundvattnet. I "normala" odlingar förväntas kvävegivan vara betydligt lägre (Andersson, 1990). Energiskog borde till viss del kunna jämföras med vall. I båda fallen är marken bevuxen hela året. Den mineraliska kvävenivån i marken minimeras därmed och utlakningen reduceras. Vid försök med flerårig vallodling har läckaget av nitratkväve varit endast mellan hälften och tredjedelen av vad som är fallet vid stråsädesodling (Gustafson, stencil).

Sedan 1984 pågår i Skåne ett jämförande utlakningsförsök mellan energiskog och konventionella jordbruksgrödor odlade på åkermark. Här tillämpas ett mer "normalt" gödslingsförfarande - kvävegivan understiger 100 kg per ha och år. Signifika skillnader i kväveläckage har kunnat konstateras mellan energiskogsodlade ytor och ytor med vanliga jordbruksgrödor. Det finns även tendenser till att avrinningen på energiskogsodlad mark är fördröjd under hösten (de Maré, 1989).

Förluster av gödselkväve genom utlakning under vegetationsperioden förekommer sällan i svenska åkerjordar. Istället sker utlakningen till sin huvuddel under vinterhalvåret. Energiskogen har en lång vegetationsperiod och torde därmed ta upp kväve långt in på hösten (Stenbeck, 1990).

För att bättre kunna säkerställa omfattningen av växtnäringsläckaget i samband med energiskogsodling pågår för närvarande ett större långliggande projekt i Örebroregionen. Detta projekt samordnas med den energiskogssatsning som görs i Örebro län och stöds av NUTEK (Närings- och teknikutvecklingsverket, tidigare Statens energiverk), SNV (Statens naturvårdsverk) och SJFR (Skogs- och jordbrukets forskningsråd) (Andersson, 1990).

Slutsatser kväveläckage (Andersson, 1990)

- * Energiskog förbrukar dubbelt så mycket vatten som konventionella jordbruksgrödor. På grund av den höga vattenförbrukningen under vegetationsperioden är markprofilen under hösten mer eller mindre tömd på vatten, dvs avrinningen är jämförelsevis låg.
- * Ännu saknas relevanta mätdata vad gäller växtnäringsläckagets omfattning från "normalt" odlad energiskog. Teoretiskt kan man dock förvänta ett kväveläckage som understiger läckaget vid traditionell jordbruksodling.
- * Vid tillämpning av intensiva produktionsmetoder har höga nitratmängder uppmätts i markprofiler, dräneringsvatten och grundvatten.
- * Hur mycket näring som läcker från marken bestäms bl a av:
 - jordart
 - gödslingsintensitet
 - nederbörd
 - gröda
 - vad som tidigare odlats på marken
- * För att säkerställa växtnäringsläckaget från energiskogsodlad åker krävs ytterligare forskning.

2.5 Bekämpningsmedel

Ännu vet man inte med säkerhet vilket behov av kemiska bekämpningsmedel som kan komma att föreligga inom energiskogsodlingen.

Användning av ogräsmedel är koncentrerad till anläggningsperioden - högst två år av en omloppstid på ca 20 år. Mekanisk ogräsbekämpning används också i större eller mindre omfattning.

Man kan anta ett ökat behov av kemiska bekämpningsmedel, om energiskogar breder ut sig i stora monokulturer med korta spridningsavstånd mellan enskilda odlingar. Ett sådant förhållande skulle gynna förökning och spridning av skadesvampar och insekter. En sådan massförökning kan dock motverkas genom att olika kloner odlas på sammanhängande arealer.

Det mesta tyder på att den kemiska belastningen på marken i salixodlingar kommer att vara betydligt mindre än vid odling av traditionella jordbruksgrödor (STEV, 1990; Andersson, 1990).

2.6 Påverkan på faunan

Ett mångfaldigt och omväxlande landskap erbjuder större möjligheter för de flesta djurarter att finna skydd och lämplig föda, jämfört med ett ensidigt landskap. Energiskogen ger både föda och skydd för många djur. Älg, rådjur och hare är exempel på djurarter som söker sig till salixodlingar.

I slättbygd kan energiskogar bli värdefulla för fältviltet, som i det hårt strukturaliserade slättlandskapet har få lämpliga biotoper att vistas i. Skador på odlingen uppstår då naturligtvis, men om viltet används för jakt kan vissa av dessa skador försvaras. De fågelarter som hör hemma i det traditionella jordbrukslandskapet trivs olika bra i energiskogsodlingarna. Flera arter påverkas positivt. Fågelarter som gynnas är t ex fasan, kärrsångare, trädgårdssångare, lövsångare, svarthätta och koltrast. Dessa arter ökar med mer än 50 % i och närmast omkring (75 m) en energiskog. Bland andra tofsvipa, järnsparv och ärtsångare hör till de fågelarter som missgynnas. Smågnagarfaunan visar inga entydiga förändringar (Andersson, 1990).

2.7 Effekter på floran

En övergång till energiskogsodling bör i någon mån gynna jordbrukslandskapets flora. Energiskogens flora är kraftigt ogräsdominerad men några arter från t ex skogs- och kärrmiljöer kan förekomma.

Precis som vid traditionell jordbruksodling får spridning av gödsel och bekämpningsmedel till omkringliggande mark inte ske (SJVFS 1991:7). Gödsel och kemiska bekämpningsmedel innebär där en onödig reducering av artantalet. Salix är mycket känslig för fenoxysyror (t ex ogräsmedlet MCPA) och naturligtvis ska sådana herbicider inte användas i och i närheten av energiskog. Detta kan i viss mån gynna olika örter som är känsliga för samma typ av herbicider särskilt om det inte finns något riktigt bra ersättningsmedel. Fenoxysyror användes tidigare vid bekämpning av lövsly, men är fr o m 1992 inte tillåtna för detta ändamål. Användningen av fenoxysyror inom jordbruket har också minskat sedan s k lågdospreparat introducerats.

Inom själva odlingsytan kan ingen egentlig floravårdshänsyn avkrävas, utöver den allmänna hänsyn som föreskrivs i § 6a i lagen om skötsel av jordbruksmark, den s k skötsellagen (Andersson, 1990).

2.8 Påverkan på landskapsbilden

Faktaunderlaget till nedanstående är om ej annat anges hämtat från Andersson (1990).

Odling av energiskog på tidigare öppen jordbruksmark ändrar givetvis landskapets utseende. Valet av markområde för odlingen har stor betydelse för om energiskogen ska uppfattas som berikande eller utarmande på landskapet. Man bör när man planerar att anlägga en energiskogsodling tänka på att en salixgröda blir 5-7 meter hög före skörd, medan de flesta traditionella jordbruksgrödor håller sig under 1 meter.

Traditionell markanvändning hindrar inte utsikten vare sig vinter- eller sommartid. Energiskogen är visserligen avlövad vintertid, men genomsikten är trots detta dålig. Sommartid erbjuds ingen genomsikt alls. Den korta omloppstiden gör att landskapsbilden ständigt kommer att växla.

Om energiskog odlas i landskapets låglänta delar, och höjdområden undviks, så bör inga landskapsmässiga konflikter uppstå. Låglänta områden är också odlingsmässigt att föredra p g a normalt större vattentillgång. En nackdel är att låglänta marker är mer utsatta för frost än andra områden.

Inom övergångsområden mellan åker och skog kan energiskogsodling ge en mjukare, mer trappvis övergång. Det som talar emot en sådan placering i landskapet är att skogsbrynen i sig ofta är rika flora- och faunabiotoper. Detta kan bl a resultera i större risk för viltskador på odlingen.

I det egentliga slättlandskapet, med stora sammanhängande åkerarealer som berövats naturliga restbiotoper och vindskydd, kan energiskog bli ett av medlen att öka variationsrikedomen. Insprängda områden med energiskog kan berika landskapet, dvs göra det mer mångsidigt. I slättbygd kan energiskog med fördel också anläggas som smala läbälten utmed skiftesgränser eller längs markvägar. Detta bidrar även det till att göra landskapet mer omväxlande. Samtidigt erhåller man värdefulla vindskydd och viltrefuger.

Restriktioner för odling av *Salix* med avseende på landskapsbilden (Andersson, 1990)

- * Ingen odling bör ske inom naturreservat och kulturminnen, ej heller inom en zon av minst 200 meter runt objekten.
- * Viss restriktiv odling bör kunna ske på åker inom naturvårdsområden och riksobjekt.
- * Odlingar får inte anläggas så att utsikten från allmänna vägar, bebyggelse och andra utsiktspunkter i landskapet allvarligt inskränks. Som regel innebär det odlingsfria zoner på ca 200 meter.
- * Odlingfria strandzoner bör lämnas i artrika och kulturminnesvärda områden och där en framkomlig strandzon behövs för det rörliga friluftslivet.
- * Äldre kulturmarker och historiskt tidstypiska odlingslandskap bör undantas för odling liksom omgivningarna kring framträdande landskapselement.
- * Den sammanhängande odlingsytans storlek ska anpassas till landskapets skala. Det innebär att större odlingar kan medges i slättlandskap, men endast mindre i skogslandskap.
- * Företräde bör ges åt odling i terrängens lågpunkter, t ex vattensjuk åkermark.

2.9 Inväxning av salixrötter i dräneringsledningar

Vid energiskogsodling på jordbruksmark bör risken för rotinträngning i dräneringsrören beaktas. Om det finns möjlighet kan det vara värt att undvika att plantera energiskog på relativt nydikade marker. Efter odling av *Salix* på dränerad jordbruksmark finns det risk för att dräneringssystemet behöver restaureras (Käck & Larsson, 1991).

Rotinväxning i dräneringsrör kan ske på alla jordarter. Ett undantag utgör jordar med låga pH i alven. Enligt en undersökning av Käck & Larsson (1991) är det många faktorer som påverkar om salixrötter växer in i dräneringsledningarna:

- dräneringens ålder och kondition
- luckringen och omblandningen av jorden vid anläggning av dräneringssystemet
- typ av dräneringsfilter
- markförhållandena och beståndets status

Generellt kan sägas att salixbeståndets rötter utvecklas där vatten och växtnäring finns tillgängligt. Rötterna växer t ex inte på djupet om det finns tillräckligt med vatten och växtnäring högre upp.

Det har konstaterats att rötterna växer in i fogar och slitsar och att rotinväxning ökar med beståndets ålder. Om dräneringens kondition är nedsatt t ex genom jord i ledningarna ökar risken för rotinväxning.

En jord med god struktur har en sådan porstorleksfördelning att rötternas tillväxt inte hindras. Den omblandning av jorden som sker vid anläggningen av ett dräneringssystem, leder på jordar med dålig struktur till en förbättring av porstorleksfördelningen. Om denna strukturförbättring finns kvar när salixodlingen anläggs, gynnas rötternas tillväxt mer i den omgrävda jorden ovanför ledningen och därmed ökar risken för rotinväxning. Sågspån som dräneringsfilter utgör ett utmärkt substrat för rötterna och gynnar därför rotinväxning i dräneringsledningarna.

3 SLAM SOM GÖDSELMEDEL VID ENERGISKOGSODLING

Omkring en fjärdedel av produktionskostnaden vid energiskogsodling utgörs av kostnader för gödsling (Hasselgren, 1990). Gödsling med slam som komplement till handelsgödsel kan därför vara intressant. Även ur resurssynpunkt är slamspridning på åkermark intressant. Avloppsslammet har ur odlingssynpunkt både positiva och negativa egenskaper. Slammets innehåll av makro- och mikronäringsämnen samt dess stora andel av organiskt material motiverar en användning inom jordbruket. Det är en god princip att utnyttja samhällets avfallsprodukter som en resurs och återanvända avfallet i så stor utsträckning som möjligt. Mot en sådan återcirkulation talar slammets innehåll av tungmetaller och skadliga organiska klorföreningar.

Vid de kommunala avloppsreningsverken avskiljs årligen ca 200 000 ton slam, räknat som torrsubstans. Omkring 75 % av slammet stabiliseras genom rötning. Övrigt slam stabiliseras aerobt eller med kalk. Slammet avvattnas i regel till en torrsubstanshalt av ca 25 % (Stad & Land, 1991). Om inte annat anges när slam och avloppsslam nämns i följande text åsyftas rötslam.

3.1 Slamtyper beroende av reningsteknik

Reningen brukar delas in i 3 steg (SNV Rapport 3632; SNV Allmänna Råd 90:13):

1. Mekanisk rening består av sedimentering. Slam från detta reningssteg kallas primärslam.
2. Biologisk rening sker genom att de mikroorganismer och bakterier som finns i avloppsvattnet bryter ned organiskt material. Slam från detta reningssteg kallas bioslam.
3. Kemisk rening sker genom tillsats av en fällningskemikalie. Lösta salter överförs då till slamfasen. Slammet kallas kemsam. Kemsammet benämns olika beroende på vilket fällningsmedel som använts, t ex aluminiumslam, järnslam och kalkslam. Avloppsreningsverken kan vara uppbyggda på olika sätt. De olika reningsstegens ordningsföljd kan variera, samt ett eller flera steg kan saknas.

Ibland kombineras de olika reningsmetoderna. Exempel på detta är simultan- och direktfällning. Simultanfällning innebär att biologisk och kemisk rening sker samtidigt och med direktfällning menas att mekanisk och kemisk rening sker samtidigt. Dessa typer av slam kallas blandslam. Även olika slamtyper som blandas kallas blandslam.

3.2 Slamtyper efter behandlingsmetod

Råslam	Slam från mekanisk eller biologisk rening som ej genomgått någon stabilisering.
Avvattnat slam	Slam som avvattnats mekaniskt eller på torkbäddar. Torrsubstanshalt 20-35 %.

Våtslam	Slam som inte är avvattnat. Torrsubstanshalt mindre än 10 %.
Stabiliserat slam	Slam som genomgått någon form av stabilisering, t ex rötning, luftning eller kalkning.
Rötslam	Anaerobt (utan lufttillträde) stabiliserat slam. Den vanligaste slamtypen.
Aerobt stabiliserat slam	Slam stabiliserat genom luftning.
Kalkstabiliserat slam	Våtslam som behandlats med kalk (pH större än 11)
Kalkbehandlat slam	Avvattnat slam som behandlats med osläckt kalk till pH 12 eller högre.

Slam kan även torkas genom värmebehandling till hög torrsubstanshalt. Kompostering är en annan behandlingsmetod.

I syfte att minska risken för smittspridning hygieniseras slammet. Exempel på detta är stabilisering (t ex rötning), kalkbehandling, pastörisering, kompostering, sterilisering och lagring. Minst 6 månaders lagring anses ge en tillfredsställande hygienisering för t ex jordbruksändamål (SNV Allmänna Råd 90:13).

3.3 Slammets innehåll av växtnäring och organiskt material

Vid energiskogsodling på jordbruksmark kan rötslam delvis ersätta handelsgödsel. Slavgivan bör anpassas så att läckage av växtnäringsämnen förhindras. Storleken på slavgivan ska enligt naturvårdsverkets riktlinjer inte överskrida 1 ton TS/ha och år. Rekommendationen innehåller möjligheten att sprida 5 ton TS vart 5:e år (SNV Allmänna Råd 90:13).

För att jordbruksmarken ska behålla sin produktivitet på lång sikt, är det nödvändigt att mullbildande organiskt material tillförs kontinuerligt. Slam är en av många källor för tillförsel av organiskt material till jordbruksmark. Mullbildande ämnen gör att marken kan bibehålla en för grödan gynnsam struktur och ger marken ökad vattenhållande förmåga. I tabell 1 nedan ges en sammanställning över slammets innehåll av växtnäring och organiskt material, samt över dess gödselverkan.

Tabell 1. Överslagsvärden för organiskt material och växtnäringsinnehåll i rötat slam, samt dess gödselverkan (SNV rapport 3632; SNV rapport 3391)

	% av TS	kg/ton TS	gödselverkan (kg/ton TS)
Organiskt material	50	500	
Ammoniumkväve	0,4	4	2-3
Organiskt kväve	3	30	3-6
Fosfor	2,5	25	25

3.4 Slammets betydelse ur växtnäringssynpunkt

Slammets växtnäringseffekt kan i stora drag liknas vid stallgödsels. Slam kan precis som stallgödsel främst ses som ett fosforgödselmedel. Vid slamtillförsel krävs normalt komplettering med kväve och kalium.

Slammet har en betydande efterverkan. Den växtnäring som finns i slam är till stor del organiskt bunden. Denna växtnäring frigörs efter hand som slammet omsätts. Under hösten mineraliseras kväve från slammet. Energiskog som har en lång växtperiod kan utnyttja detta förhållande (Hasselgren, 1990).

3.4.1 Fosforverkan

Fällningsmedlen inverkar positivt på fosfors växttillgänglighet. Fosfortillgängligheten i slam är något högre än i handelsgödselmedel (Kirchmann, 1988). Enligt Jokinen (1990) ger kalciumfälld slam den största ökningen av tillgänglig fosfor. Kalciumslam kan i vissa fall utgöra en miljörisk eftersom den kraftigt höjda fosfortillgängligheten kan resultera i ett ökat fosforläckage.

3.4.2 Kväveverkan

Slammets ammoniumkväve är tillgängligt under det första året med till 80-90 %. Om nitratkväve finns i slammet har det samma verkan som i handelsgödsel, men nitrathalten är vanligen låg i slam. Det organiska kvävet verkan kan vara 10-20 % av motsvarande mängd kväve i handelsgödsel (SNV Rapport 3391). Det som sagts ovan om kväve gäller ej kalkbehandlat slam. Sådant slam kan påverka gödselvärdet och miljön negativt p g a ökad ammoniakavgång från slammet och därmed förlust av kväve (SNV Allmänna Råd 90:13). Halten av ammoniumkväve minskar vid ökad avvattning och vid kalkbehandling (Ericsson & Pettersson, 1979).

3.4.3 Gödselverkan med normal slamgiva

Med en slamtillförsel på 5 ton TS blir enligt tabell 1 gödselverkan 25-45 kg kväve och 125 kg fosfor per ha. Den stora fosforgivan ska betraktas som en

förrådsgödsling. Eventuell tillförsel av annat fosforgödselmedel ska därför ej ske förrän fosforeffekten av slamgivan beräknas vara förbrukad. Jordens fosforstatus bör kontrolleras med markkartering/aktuell markkarta. Eftersom fosfor utlakas mycket långsamt, kan man från vattenvårdssynpunkt acceptera en hög giva på icke erosionsbenägen mark (fosfor utlakas främst genom ytavrinning) och med en skyddszon av minst 10 meter intill sjöar och vattendrag (SNV Rapport 3391).

3.5 Tungmetallinnehåll i avloppsslam

Svenskt slam har internationellt sett låga tungmetallhalter. Detta gäller speciellt kadmium. Kadmiumhalten i svenskt slam är per fosforenhet ungefär som i ett genomsnittligt handelsgödselmedel. Metallhalterna i svenskt "normalslam" ges i tabell 2.

Slamanvändning inom jordbruket kan medföra att onödigt höga halter av tungmetaller uppnås i jorden. SNV:s policy när det gäller slamspridning på energiskogsodlad jordbruksmark, är att marken senare ska kunna användas för livsmedelsproduktion. Generellt gäller att odlingsmarkens långsiktiga produktionsförmåga ska bevaras. Kraven på slamkvaliteten bör alltså vara lika höga vid spridning i energiskog, som vid spridning på traditionellt odlad åkermark (SNV Rapport 3632). Enligt Statens naturvårdsverk bör det acceptabla tungmetalltillskottet från slamgödsling relateras till den aktuella metallens naturliga halt i miljön. Gällande riktvärden för metaller i slam för jordbruksanvändning anges i tabell 2 nedan.

Tabell 2. Riktvärden (rekommenderat högsta värde) för metaller i slam för jordbruksanvändning och grönytor (SNV Allmänna Råd 90:13) resp metallhalter i svenskt "normalslam" (Pettersson, 1990)

Metall		"Normalslam"	Riktvärde (mg/kg TS)
Bly	Pb	80	200 (100 fr o m 1995)
Kadmium	Cd	2	4 (2 fr o m 1995)
Koppar	Cu	450	600
Krom	Cr	80	150
Kvicksilver	Hg	3	5 (2,5 fr o m 1995)
Nickel	Ni	40	100
Zink	Zn	800	1500

För koppar kan upp till dubbla halten godtas (1200 mg/kg TS), om det kan visas att den aktuella marken där slam ska spridas behöver koppartillskott (SNV Rapport 3632).

Ur markanvändningssynpunkt är det nödvändigt att inte långsiktigt bygga upp jordens metallinnehåll. Växternas förmåga att ta upp metaller från jord varierar bl a beroende på växtart, jordart och pH i jorden. De metaller som lättast tas upp i växter är kadmium och zink. Krom, kvicksilver och bly tas upp i begränsad utsträckning, men detta upptag kan öka vid en pH-sänkning i marken (SNV Rapport 3632). *Salix* har god förmåga att ta upp och omsätta metaller (Hasselgren, 1990).

Engelska undersökningar gällande långtidseffekter av slamgödsling indikerar att kvävefixeringen i jordbruksmark har påverkats negativt. Man tror att denna påverkan beror på slammet's metallinnehåll, men effekter av andra ämnen kan ej uteslutas. Det bör dock påpekas att metallbelastningen här varit högre jämfört med svenska förhållanden.

Främst av miljöskäl, men även för att slammet långsiktigt ska kunna användas som en växtnäringsresurs, måste arbetet med att minska halterna av tungmetaller och giftiga och/eller svårnedbrytbara ämnen intensifieras. Det långsiktiga målet är att minska tillförseln av dessa ämnen så att man får en balans mellan tillförsel och bortförsel med gröda och utlakning (SNV Rapport 3632). För att minska cirkulationen i miljön av i första hand bly, kadmium och kvicksilver föreslår Naturvårdsverket en halvering av dagens riktvärden (se tabell 2).

3.6 Organiska miljöfarliga ämnen i slam

Jämfört med internationella data är föroreningshalterna i svenskt slam genomgående låga (SNV Rapport 3632). De organiska ämnena har mycket lägre persistens i marken med halveringstider från ett par dagar upp till 10-15 år, jämfört med omsättningstider på flera tusen år för metaller. Toluén, DEHP, klorerade alifater och p-nonylfenol (se nedan) är de organiska föreningar som enligt svenska och utländska undersökningar är mest förekommande i avloppsslam. PAH, PCB och dioxiner (se nedan) förekommer inte lika ofta och dessutom i lägre halter (Berkvist & Kirchmann, 1989). Kännetecknande för miljöstörande föreningar är bl a hög fettlöslighet kopplad till hög persistens. Den stora andelen organiskt material i slam medför hög adsorption av sådana föreningar. Detta ökar uppehållstiden för föreningarna och därmed ökar också förutsättningarna för att de hinner brytas ned innan de lakas ut. Akut giftighet, nedbrytbarhet och bioackumulerbarhet ligger som grund för klassningen av miljöfarliga ämnen (Naturvårdsverket, 1988). Nedan följer en översikt av egenskaper hos några organiska miljöfarliga föreningar, se även tabell 3 (Holmström, 1986):

P-Nonylfenol ingår i bl a tvättmedel och färger. Det är mycket toxiskt i vattenmiljö.

DEHP används främst som mjukgörare i PVC-plast, men förekommer även i bl a kosmetika och smörjmedel. DEHP har en stor spridning i miljön och återfinns i mark, luft, vatten, sediment och levande organismer. DEHP uppvisar egenskaper som överensstämmer med ett persistent miljögift.

Dioxiner, består sammanlagt av 210 föreningar. Av dessa anses ett tiotal vara mycket giftiga, bland dem TCDD. Denna förening är en av de starkaste av alla

kända gifter. Dioxiner bildas i mycket små mängder vid förbränningsprocesser. Dioxiner har egenskaper som hög fettlöslighet och hög bioackumulerbarhet (Nationalencyklopedin, band 5 sid 6).

Klorerade alifater, kolväteföreningar som främst används som lösningsmedel, men förekommer även i bl a färger och parfymer. Dessa ämnen är mycket flyktiga.

Toluen utvinns ur petroleum och används bl a för att höja oktantalet i motorbränslen och som lösningsmedel. Toluen bryts ned snabbt och är inte persistent i jorden. Ämnet har en måttlig till låg toxicitet i vattenmiljö.

PAH, polycykliska aromatiska kolväten. Det största bidraget till miljön kommer från förbränning av fossila och organiska material. Ingår även i asfalt, tjära och gummi (SNV Rapport 3391). Vissa av dessa ämnen är cancerogena och svårnedbrytbara.

PCB, polyklorerade bifenyler, är ämnen som bryts ned långsamt och persistensen ökar med kloreringsgraden. Markens organiska material adsorberar PCB och därmed är utlakningen liten. Nedbrytningen i marken sker genom mikroorganismer och ultraviolett strålning. Halveringstiden (den tid det tar innan hälften av ett ämne brutits ned) ligger mellan 2 och 6 år.

3.6.1 Nedbrytning av organiska föreningar i jord

Markens mikroorganismer bryter effektivt ned många organiska föreningar. De allra flesta organiska föreningarna tycks adsorberas till jordens organiska beståndsdelar och kan sedan på kort tid brytas ned helt eller delvis. Ett mindre antal organiska föreningar anses som svårnedbrytbara (med en halveringstid på ca 10 år), bl a högklorerade PCB och en del syntetiska polymerer. Dioxiner har också en lång halveringstid, 12-15 år (SNV Rapport 3632).

3.6.2 Utlakning

De flesta organiska föreningarna bryts ned så snabbt att något läckage inte sker. Svårnedbrytbara ämnen som PCB och dioxiner adsorberas starkt till jordens organiska material. Den minskade rörligheten gör risken för läckage till t ex grundvattnet mindre. För relativt lätttrörliga organiska ämnen finns risk för utlakning till grundvattnet (SNV Rapport 3632).

Tabell 3. Egenskaper hos några organiska ämnen i marken (SNV Rapport 3632)

ÄMNE	NEDBRYTNING	RÖRLIGHET	FLYKTIGHET
P-Nonylfenol	snabb	låg	låg
DEHP	snabb	låg	låg
Dioxiner	långsam	låg	låg
Klorerade alifater	måttlig-snabb	låg-hög	hög
Toluen	snabb	låg-måttlig	hög
PAH	långsam-snabb	låg	låg-måttlig
PCB	långsam-snabb	låg	låg-måttlig

När det gäller svårnedbrytbara organiska föroreningar har man som slutmål att sådana ämnen inte ska tillföras miljön. En långsiktig slamanvändning på jordbruksmark förutsätter alltså att slammet är fritt från sådana ämnen. Enligt forskningsrapporter, bl a från lantbruksuniversitetet, kommer inte de markbiologiska processerna att påverkas inom de närmaste årtiondena med de halter och slamgivor som förekommer i Sverige (SNV Rapport 3632).

En utbyggd slamkontroll bör enligt naturvårdsverket omfatta följande ämnen/ämnesgrupper: p-nonylfenol, PCB, PAH och toluen.

3.7 Innehållsdeklaration

Enligt Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:13, bör slam som ska användas för jordbruksändamål innehållsdeklareras. Innehållsdeklarationen ska vara aktuell och avse slammet i den form den levereras till användaren. Analysvärden för metallhalter och vissa organiska miljöfarliga ämnen bör främst belysas. Deklarationen bör även omfatta innehåll av närsalter och andra ämnen samt belysa eventuella andra egenskaper som är intressanta från jordbrukssynpunkt. Exempel på hur en innehållsdeklaration kan se ut ges i bilaga 2.

3.8 Mellanlager

Det är som regel nödvändigt med mellanlager då slam används inom jordbruket. Slam som ska lagras bör vara stabiliserat. Torrsubstanshalten bör vara lägst 20 %. Detta för att minska miljöstörningarna av slammets hantering, lagring och användning. För att upprätta ett mellanlager krävs tillstånd enligt miljöskyddslagen (SNV Allmänna Råd 90:13).

3.9 Tillsyn och huvudmannens ansvar

3.9.1 Tillsyn

Miljö- och hälsoskyddsnämnden övervakar enligt hälsoskyddslagen och hälsoskyddsförordningen slamhanteringen i kommunen. Statens naturvårdsverk, länsstyrelserna och miljö- och hälsoskyddsnämnderna utövar tillsyn enligt miljöskyddslagen. Länsstyrelsen (lantbruksenheten) är tillsynsmyndighet för skötsellagen och skötselförordningen. Rapportering av slamanvändning inom jordbruket bör därför ske till länsstyrelsens lantbruksenhet (SNV Allmänna Råd 90:13).

3.9.2 Huvudmannens ansvar

Avloppsreningsverken ägs i de flesta fall av kommunen. Enligt miljöskyddslagen är kommunen huvudman och har i egenskap av detta ansvaret för slamhanteringen vid sina reningsverk. Kommunen har det primära ansvaret för slammets kvalitet och för att slammet tas om hand på ett miljöriktigt sätt. Det ska framgå i den kommunala avfallsplanen vilka åtgärder som behövs för ett resurshushållande och miljöriktigt omhändertagande av slammet.

Den som orsakar olägenhet genom miljöfarlig verksamhet är enligt miljöskadelagen ersättningsskyldig. Kommunen torde i skadeståndsrättsligt hänseende vara ansvarig för de skador och olägenheter som härrör från kommunala avloppsreningsverk och slamupplag. Vem som ska ansvara för eventuella miljöskador som kan uppstå genom en slammottagares verksamhet är beroende av kommunens lämnade upplysningar, träffade avtal och övriga omständigheter i det enskilda fallet (SNV Allmänna Råd 90:13). I bilaga 3 ges ett exempel på hur ett avtal mellan kommun och slammottagare kan se ut.

3.10 Principer för slamtillförsel i energiskog

Då energiskog är en flerårig gröda med ett rotsystem som är aktivt under hela vegetationsperioden, bör energiskogen i större utsträckning än ettåriga grödor kunna utnyttja rötslammets växtnäringssinne. Det är energiskogen anläggs bör man dock vara restriktiv med växtnäringstillförseln. Under etableringsskedet är omsättningen i växten förhållandevis låg. Salix kräver en etableringsfas på omkring tre år innan rotsystemet är helt utvecklat och därmed fullt aktivt (Enviro AB, 1990). Slam sprids lämpligast året efter plantering och åren efter varje skörd. Enligt Hasselgren (1990) går det även att sprida slam på konventionellt sätt i början av andra växtsäsongen. Energiskogsbeståndet är då fortfarande relativt öppet och skotten är tillräckligt böjliga för att inte knäckas. Efter eller i samband med spridningen bör slammet myllas ned. För spridning av slam gäller samma bestämmelser som för spridning av stallgödsel enligt 7 § förordningen om skötsel av jordbruksmark (bilaga 4).

3.11 Metallomsättning i Salix

När slam sprids på jordbruksmark kan, som tidigare nämnts, metaller anrikas i matjordslagret. Detta är en nackdel om marken ska användas för livsmedelsproduktion igen. En motverkande faktor i sammanhanget tycks vara att Salix har en förmåga att "rena" marken från metaller.

Projekresultat (Hasselgren, 1990), visar att Salix har en naturlig benägenhet att ta upp metaller och metallomsättningen verkar vara relativt oberoende av markens metallstatus. När man jämförde areellt tungmetallupptag och tungmetallinnehåll i tillfört slam noterades bl a att omsättningen av kadmium i Salix var omfattande i jämförelse med kadmiuminnehållet i slammet. Energiskogsodling kan t o m ge en minskning av markens kadmiuminnehåll. Jämför man med barrskogved är metallhalterna i energiskogsved 5-10 gånger högre.

Vid försök med energiskogsodling på avfallsupplag, där energiskogen bevattnats med lakvatten, har positiva resultat erhållits. Lakvattenmängderna har reducerats och likaså föroreningsgraden av lakvattnet (bl a minskad tungmetallhalt) (Johansson, 1991).

3.12 Slamspridningsförsök i sydvästra Skåne

Under åren 1981-1989 bedrevs slamspridningsförsök på åkermark i sydvästra Skåne. Undersökningen utfördes av Malmöhus läns Hushållningssällskap på uppdrag av SYSAV - Sydvästra Skånes Avfallsaktiebolag. Nedan följer en sammanfattning över vad man kom fram till vid dessa försök (SYSAV, 1990):

Målet var att dels undersöka slammets växtnäringsvärde och dels undersöka effekterna på mark och gröda gällande innehållet av tungmetaller och närsalter. Genom dels normala och dels tredubbla slamgivor kunde både kort- och långsiktiga effekter av slamspridningen uppnås och utvärderas.

Flera positiva resultat av slamspridningen kunde konstateras:

- Vid normal slamgiva konstaterades ingen mätbar ökning av markens metallinnehåll.
- Vid tredubbel giva ökade markens metallinnehåll endast obetydligt.
- Den naturliga metallhalten i marken varierar mer mellan olika försöksplatser än mellan jordar med och utan slamspridning på samma försöksplats.
- Fosforhalten i marken ökade.
- Slamspridning ger en viktig långtidseffekt. Det tillförda slammet gör nytta som jordförbättringsmedel under flera år.

Den tredubbla givan som simulerade slamspridningens långsiktiga effekter, resulterade i att endast ett fåtal metaller uppvisade en svag ökning i jord och gröda. Detta gällde främst koppar. Det fanns även en svag tendens till att kvicksilverhalten i jorden ökade vid den tredubbla slamtilförseln, men något starkt samband

kunde inte styrkas. Vissa metaller uppvisade t o m en minskning vid slamspridning. Försöken visade att 1 ton TS per ha och år av det aktuella slammet tillförde marken 1,7-2,2 g kadmium per ha och år. Detta kan jämföras med handelsgödsel som årligen tillför marken ca 1,3 g kadmium per ha och år och det atmosfäriska nedfallet av kadmium i Skåne som beräknas vara ca 1 g per ha och år.

3.13 Slam på jordbruksmark - samhällsekonomiskt lönsamt

Deponering är för närvarande den vanligaste slamavyttringen (40 % av den totala slammängden). En allmän strävan idag är att minska tillförseln av avfall och att undvika att avfall uppstår genom återvinning och källsortering. Deponering av slam talar emot denna strävan. Enligt Hahn (1991) kan stora samhällsekonomiska vinster göras om det kommunala avloppsslammet används inom jordbruket. Hahns undersökning gäller Uppsala och Stockholms kommuner. Om allt slam skulle spridas på jordbruksmark istället för att deponeras, skulle nämnda kommuner tjäna 530 kr/ton TS. Lantbrukarna i respektive kommuner beräknas tjäna 695 kr/ton TS. Detta torde även vara överförbart på andra kommuner. Förutsättningen för ovanstående är att slammet inte innehåller högre halter av miljögifter per kg fosfor än andra gödselmedel. Många kommuners slam klarar idag SNV:s riktvärden för tungmetaller.

4 EMISSIONER VID FÖRBRÄNNING

Vid förbränning av de flesta bränslen uppstår emissioner av ämnen som kan påverka miljön och människors hälsa. Vilka ämnen som frigörs eller bildas vid förbränning beror till stor del på bränslets sammansättning.

Biobränslen har främst två fördelar ur emissionssynpunkt.

1. Förbränning av biomassa ger inget tillskott av koldioxid till atmosfären.
2. Svavelhalten är mycket låg och utsläppen av svavel blir därmed försumbara.

En viktig förutsättning då det gäller att begränsa utsläppen av olika föroreningar är att så långt det är möjligt se till att dessa föroreningar aldrig bildas. Utsläpp av t ex kväveoxider och kolväten kan till viss del påverkas genom styrning av förbränningsförloppet. Vid förbränning i småskaliga anläggningar är främst en optimering av pannans reglering med hjälp av datoriserade styrsystem aktuell (STEV, 1989:5).

Med mindre och småskaliga anläggningar menas i det följande anläggningar i fjärrvärmeskala med undantag av de allra största. I denna skala eldas trädbränslet främst som flis. När man talar om vedeldning menas i allmänhet eldning i villaskala, s k individuell vedeldning. I SNV Rapport 3732 kan man läsa om främst hälsorisker vid sådan eldning. Sammanfattningsvis kan nämnas att man i rapporten förordar att elda i fjärrvärmeanläggning (och i andra hand i gruppcentral) framför en utbredd individuell vedeldning. Det är främst höga utsläpp av stoft, bensen och PAH, som kan medföra vissa hälsoeffekter, som talar mot en utbredd individuell vedeldning.

Utsläpp av olika gaser från energianläggningar bidrar till förtunningen av ozonskiktet och påverkar klimatet på jorden. Lokala utsläpp av växthusgaser påverkar miljön globalt. Koldioxid är den växthusgas som dominerar. Metan och dikväveoxid är andra gaser som bildas vid förbränning och påverkar växthuseffekten. Lokala utsläpp av försurande ämnen, som svavel och kväve, ger en regional miljöpåverkan. Utsläpp av stoftemissioner har främst en lokal påverkan (NUTEK; SNV, 1991).

4.1 Koldioxid

Koldioxid, CO₂, bildas vid all förbränning. Förbränning av biobränslen ger inget nettotillskott av CO₂ till atmosfären. Eftersom växande biomassa, t ex energiskog, tar upp samma mängd koldioxid som avges vid förbränningen ökar inte koldioxidmängden i luften när biomassan används som bränsle.

4.2 Svaveloxider

För att minska effekterna av försurningen av mark och vatten måste utsläppen av svaveloxider begränsas. Större delen av SO₂-utsläppen kommer från svavelhaltiga bränslen som kol och olja. Vid förbränning av ved och odlad biomassa är utsläppen av svaveldioxid mycket små och några reningsåtgärder krävs inte.

Svavelhalten i biomassa är vanligen mindre än 0,2 %. Något högre halter, 0,1-0,3 %, har uppmätts i energiskog. Svavelutsläppen från biomassaförbränning blir i regel mindre än 100 mg/MJ tillförd energi, även om hela svavelmängden i bränslet emitteras (SNV PM 1708).

4.3 Kväveoxider

Utsläpp av kväveoxider, NO_x, bidrar precis som svaveloxider, SO_x, till försurningen. Kväveföreningar bidrar även till övergödning av vissa vatten- och marksystem (KTH, 1991).

Vid förbränning bildas kväveoxider genom oxidation av det kväve som ingår i bränslet (bränsle-NO_x) och genom reaktion mellan luftens syre och kväve (termisk NO_x). Bildning av termisk NO_x gynnas av hög flamtemperatur, hög lokal syrekonzentration och lång uppehållstid vid höga temperaturer. Höga kväveoxidutsläpp kan alltså erhållas då kvävehaltiga bränslen förbränns vid höga temperaturer (SNV PM 1708).

Hur stor del av bränslekvävet som emitteras beror dels på halten kväve i bränslet och hur detta kväve är bundet kemiskt, dels på förbränningsförhållandena. Kvävehalten i ved ligger oftast på 0,1-0,5 %. Som jämförelse kan nämnas att kvävehalten i kol brukar uppgå till 0,8-1,2 %.

Biobränslen har ett relativt lågt värmevärde. Detta medför att en större bränslemängd går åt och att det eventuellt kan bildas mera kväveoxider per uttagen energienhet än för kol och olja (KTH, 1991).

Vedförbränning i fjärrvärmesystem ger ett litet bidrag till kväveoxidhalterna i tätortsmiljö. Biltrafiken är den dominerande källan till kväveoxidutsläppen. Den står för i genomsnitt 50-80 % av utsläppen i tätorterna (STEV, 1989:5).

4.4 Stoftemissioner

Stoftet har om det kommer ut i omgivningen en kraftigt nedsmutsande effekt. Beträffande stoftets hälsovådlighet så varierar det mycket, beroende på vilka ämnen som adsorberats på partiklarna. De metaller som ingår i bränslet anrikas på de mindre partiklarna. Även PAH (polyaromatiska kolväten), som anses vara cancerogena, binds till de minsta partiklarna i rökgaserna.

4.5 Metaller

I ved finns relativt mycket tungmetaller, t ex arsenik, kadmium, krom, nickel, bly och zink. Vid förbränning frigörs dessa metaller. En del av metallerna emitteras till luften och resten binds till askan. Även en mindre mängd metaller som tillförs den naturliga cirkulationen på detta sätt kan utgöra en risk för både miljö och hälsa.

Metallhalterna i ved varierar mycket men är normalt högre än i eldningsolja. Nickel och vanadin är dock högre i tung eldningsolja. Metallhalterna i trädbränslen är i regel lägre än i torv och kol.

Halterna av främst kadmium och zink har visat sig vara 5-10 gånger högre i energiskog än i andra trädslag. Tungmetallhalterna är vanligen högre i grenar, kvistar och bark än i stamved. Metallupptaget beror på markförhållandena och föroreningsbelastningen på växtplatsen.

Metallutsläppet efter stoftrening beror på:

- bränslets metallinnehåll
- hur stor andel av metallerna som finns i flygaskan
- avskiljningsgraden i stoftavskiljaren

Metallerna anrikas på de finare partiklarna. Detta innebär att avskiljningsgraden för metaller för det mesta är lägre än avskiljningsgraden för stoft. Detta gäller särskilt för cyklonavskiljare som har låg avskiljningsgrad för fina partiklar (SNV Allmänna Råd 87:2).

Många metaller anrikas i flygaskan, särskilt mer flyktiga metaller som t ex arsenik, kadmium, bly och zink. Metallemissionen bestäms av stoftavskiljningsgraden. Av de mer flyktiga metallerna kan ofta mer än hälften föreligga i gasform eller vara bundet till små partiklar, som inte avskiljs i stoftrenare med låg stoftavskiljningsgrad. Den övervägande delen kvicksilver emitteras i gasfas. En stor del av metallerna binds till bottenaskan vilket betyder att avskiljningen av metaller normalt är större än 50 % även i mindre anläggningar med låg stoftavskiljningsgrad. I flisförbränningsanläggningar med cyklonavskiljning emitteras ofta betydligt större mängder metaller än från tung eldningsolja (SNV PM 1708).

4.6 Organiska ämnen

Ofullständig förbränning ger upphov till en hel del organiska ämnen (bl a kolväten) i rökgaserna. Idag finns tillgänglig teknik som begränsar utsläppet av organiska föreningar. Är bränsletillförseln automatiserad ges goda förutsättningar att konstanta förbränningsbetingelser vid hög temperatur kan upprätthållas. Optimalt med tilluft, hög förbränningstemperatur, tillräcklig turbulens vid förbränningen och tillräckligt lång förbränningstid ger en god utbränning. En god utbränning ger liten mängd organiska ämnen. Manuella system med satsvis bränsletillförsel kan ge stora utsläpp av organiska ämnen.

Det råder ett klart samband mellan utsläppens storlek och anläggningens storlek. Stora och medelstora förbränningsanläggningar med god rökgasrening har låga utsläpp, medan små förbränningsanläggningar normalt har relativt höga och starkt varierande utsläpp. Utsläppen av organiska föreningar är beroende av belastningen. Låg belastning ger ofta höga emissioner. Ett klart samband finns också mellan bränslets fukthalt och emissionen av organiska ämnen. Även bränslets form påverkar förbränningen. Mindre bränslestycken som tillförs eldstaden kontinuerligt ger den bästa slutförbränningen.

Mer än 70-80 % av de organiska utsläppen sker i gasform eller på små partiklar, mindre än 1 μm . För att minimera emissionen av organiska ämnen är det ofta enklare att förbättra själva förbränningsprocessen än att satsa på bättre rening (SNV PM 1708).

4.7 Samverkanseffekter

Föroreningar förekommer nästan aldrig som ett ämne i taget. Att betrakta effekten av ett ämne i taget medför därför ofta underskattningar av föroreningars risker. Föroreningar föreligger som blandningar av olika gaser och även som stoft. Olika ämnen kan reagera med varandra i atmosfären och bilda nya ämnen. Sådana reaktionsprodukter ger vanligen en annan påverkan på människor och miljö än de ursprungliga ämnena var för sig (KTH, 1991).

4.8 Aska

Vanlig veds askhalt varierar mellan 0,1 och 1 % av torrsubstansen. Energiskogsved har ofta högre askhalter, 1,5-2 %. Vedaska är relativt rikt på kalium, fosfor och magnesium och har stor neutraliseringsförmåga. Vedaskor innehåller ofta 25-30 % kalcium (SNV PM 1708). Ur resurssynpunkt vore det en fördel om askan kunde återföras som gödslings- och kalkningsmedel på energiskogsodlad jordbruksmark. Det råder dock osäkerhet om askans miljöpåverkan vid användning av den som gödselmedel eller för att neutralisera markens surhet. Askans innehåll av tungmetaller kan utgöra en begränsning för denna användning. Forskning pågår inom detta område och förutsättningarna för en framtida användning anses vara goda (STEV, 1989; STEV, 1990).

5 RÖKGASRENING

Avskiljning av stoftet kan ske med cyklonavskiljning, elektrofilter eller textila filter (spärrfilter). Rökgasreningens utformning beror av typ och storlek på anläggningen samt på vilka utsläppskrav som gäller.

5.1 Cykloner

Cykloner är av typen dynamiska stoftavskiljare. Centrifugalkraften står för avskiljningen. Avskiljningsgraden ökar med ökad strömningshastighet och partikeldiameter. Avskiljningsgraden för små partiklar är dålig. En multi-cyklonanläggning ger bättre rening än en stor cyklon, men en multicyklon har även den en relativt dålig avskiljningsgrad för partiklar mindre än $10\text{ }\mu\text{m}$ ($< 90\%$). En multicyklon består av flera små cykloner som är sammankopplade. Partiklar mindre än $1\text{--}2\text{ }\mu\text{m}$ är mycket svåra att avskilja med hjälp av cyklon (KTH, 1991).

De allra minsta partiklarna blir alltså kvar i rökgaserna. Reningen med avseende på PAH och metaller blir därmed dålig, eftersom de främst binds till de minsta partiklarna. För mindre pannor är cykloner den vanligast förekommande reningstekniken. Efter en multicyklon kan en stofthalt på $100\text{--}200\text{ mg/nm}^3$ i utgående rökgas uppnås (STEV, 1989:5).

5.2 Textilfilter

Textilfilter (spärrfilter) som stoftavskiljare är vanligast för pannor under 10 MW . Stoftutsläppen håller sig under 35 mg/nm^3 . Textilfilter medför risk för brand i filtren vid dålig förbränning i eldstaden. Därför är det speciellt viktigt med styr- och reglerteknik för förbränningen. För biobränslen (och andra fastbränslen) är brandrisken hög.

5.3 Elektrofilter

Elektrofilter är den vanligaste typen av stoftavskiljare på större förbränningsanläggningar för kol, biobränslen och avfall. Jämfört med cykloner och textilfilter är stoftavskiljningen i allmänhet mycket bättre. Elektrofilter är effektiva även för de minsta partiklarna.

5.4 Skrubber

Genom rökastvätt i en skrubber kan gasformiga komponenter skiljas från gasströmmen, genom att gasen kommer i kontakt med en vätska. De gasformiga föroreningarna absorberas i vätskan. Även stoft kan i princip avskiljas på detta sätt. Om det finns stoft i vätskan krävs dock efterbehandling, t ex genom sedimentering eller avvattning (KTH, 1991).

5.5 Rökgaskondensering

Rökgaskondenseringens främsta syfte är att förbättra energiverkningsgraden. Förångningsvärmets i fukten i rökgaserna tas tillvara vid förbränning av bränslen med relativt hög fukthalt. Förutom värmeåtervinning så erhålls också en uttvättning av stoft från rökgasen (STEV, 1989:5; SNV Allmänna Råd 87:2).

En cyklonavskiljare följt av rökgaskondenseringsutrustning har visat sig ge stoftutsläpp som bara är aningen högre än de utsläpp som erhålls vid rening med textil- och elektrofilter.

Rökgaskondensering innebär ur emissionssynpunkt att stoft och stoftburna föreningar (tungmetaller, dioxiner m m) kan sänkas med ca 70-90 %. NO_x-utsläppen minskar totalt med ca 20-50 %, beroende på bränslebesparing, absorption i kondensat och för vissa kondenseringsmetoder genom sänkning av förbränningstemperaturen (STEV, 1989:5). Cyklonavskiljare kombinerad med rökgaskondensering är ett bra alternativ för mindre förbränningsanläggningar. Utsläppsvärden under 100 mg/nm³ kan uppnås (SNV Allmänna Råd 87:2). Besiktningsvärden för bibränsleeldade anläggningar ges i tabell 4 på nästa sida.

6 REGLER FÖR FÖRBRÄNNINGSANLÄGGNINGAR

Fastbränsleeldade anläggningar för en tillförd effekt av mellan 0,5 och 10 MW är ej förprövningspliktiga enligt miljöskyddslagen. Däremot ska de anmälas till miljö- och hälsoskyddsnämnden i kommunen. För mindre pannor krävs enbart byggnadslov (Bioenergi sid 16-17, 6 dec 1989).

6.1 Begränsning av stoftutsläpp

En biobränsleanläggning på 0,5-3 MW belägen i tätort och som byggs eller byggs om efter den 1 januari 1991, bör vid besiktning ej överstiga ett utsläppsvärde av 100 mg/nm³ torr gas vid 13 % CO₂. Samma utsläppsvärde gäller för anläggningar på 3-10 MW. För anläggningar på 0,5-10 MW belägna utanför tätort, gäller att utsläppen ej får överstiga 350 mg/nm³ torr gas vid 13 % CO₂ (Allmänna Råd 87:2). Se även sammanställning i tabell 4 nedan.

Tabell 4. Krav och riktlinjer för stoftutsläpp vid förbränning av fastbränslen (besiktningsvärden). Anläggningsstorlek: 0,5-10 MW (Bioenergi sid 16-17, 6 dec 1989)

Bränsle	Anläggning	Utsläppsvärde (mg stoft/nm ³ torr gas vid 13 % CO ₂)
Kol	0,5-10 MW	35 mg/m ³
Torv och biobränslen	0,5-3 MW byggd i tätort före 1991	250 mg/m ³
Torv och biobränslen	0,5-3 MW byggd i tätort fr o m 1991	100 mg/m ³
Torv och biobränslen	3-10 MW i tätort	100 mg/m ³
Torv och biobränslen	0,5-10 MW utanför tätort	350 mg/m ³

6.2 Miljöavgifter

För att öka de inhemska bränslenas ekonomiska konkurrenskraft infördes miljöavgifter på svavel och koldioxid den 1 januari 1991. Från 1 januari 1992 kommer även kväveoxider att avgiftbeläggas, om tillförd effekt är större än 10 MW och mer än 50 GWh/år produceras (KTH, 1991). Kväveoxidavgifterna kommer dock att återbetalas, så att konkurrensneutralitet mellan små och stora anläggningar upprätthålls.

7 DISKUSSION

Omställningen och avregleringen av jordbruket gör att bönderna börjar odla annat än spannmål på sina åkrar. Odling av energiskog kan ge en hel del miljömässiga fördelar jämfört med traditionellt jordbruk. Kväveläckaget i jorden kan förmodligen minskas. Salix har ett aktivt rotsystem som kan ta upp växtnäring under en stor del av året. Ny bladförna (förmultnade blad) tillförs varje år. Detta medför att markens organiska kväveförråd ökar och behovet av handelsgödselmedel minskar. För att energiskogen ska växa optimalt krävs mycket vatten. Risken för läckage av växtnäring ökar dock vid intensiv bevattning.

En minskad användning av kemiska bekämpningsmedel är också en förmodad positiv effekt av energiskogsodling. Den kemiska ogräsbekämpningen koncentreras till odlingens anläggningsfas, detta innebär 2 år av en omloppstid på ca 20 år. Man kan dock inte veta säkert om det kommer att behövas någon svamp- eller insektsbekämpning. Generellt bör sprutbehovet minska om man jämfört med konventionellt åkerbruk.

Landskapsbilden ändras mer eller mindre drastiskt vid odling av energiskog. I ett storskaligt landskap, som t ex ett utpräglat slättlandskap, gör energiskogen att en många gånger välkommen variationsrikedom uppnås. Ett småskaligt landskap med mindre öppna ytor passar mindre bra (eller inte alls) för energiskogsodling. Många kan ha en negativ uppfattning om hur landskapsbilden kommer att påverkas. Lantbrukarna kan informera olika "intressenter", t ex grannar, allmänhet, naturvårds- och friluftsfolk m fl om odlingens positiva egenskaper. De kan tala om att energiskogen möjliggör en fortsatt jordbruksdrift, skapar sysselsättning i bygden (åtminstone indirekt), producerar ett miljövänligt bränsle i form av energiskogsflis osv. Det är alltid lättare att acceptera något nytt om man får information och därmed kan få en viss förståelse för det hela.

En ny lag om avfallsplanering gäller i alla kommuner från 1 januari 1991. I denna planering ska bl a tänkta åtgärder för att öka återanvändning/återvinning av avfallet ingå. Avloppsslam är exempel på ett återvinningsbart avfallsslag som kan utnyttjas inom jordbruksnäringen, t ex vid energiskogsodling. Avfallet utgör därmed en värdefull resurs.

Slammet måste dock uppfylla vissa krav för att anses användningsbart som gödselmedel/jordförbättringsmedel. Tungmetallinnehållet får t ex inte äventyra markens långsiktiga produktionsförmåga. Slammet innehåller även organiska miljöfarliga ämnen som enligt Naturvårdsverket i framtiden ej överhuvudtaget ska tillföras miljön. Alla de organiska ämnena är i princip nedbrytbara och omsätts genom kemiska, fotokemiska och biologiska processer i slammet och i marken. Slutprodukterna är koldioxid, syre och vatten.

Tungmetallerna är trots allt det största problemet. En förutsättning för en långsiktig användning av slam är att halterna av vissa metaller fortsätter att minska. Strängare krav och kontroll på t ex industrier som är anslutna till det kommunala avloppsnätet kan vara ett sätt att få ned metallhalterna i slammet. Man kan även se över fällningskemikalierna som används i reningsverken. Kanske kan man byta till ett fällningsmedel som har lägre metallhalt. Ett "rent" slam bör eftersträvas

både ur resurs- och miljösynpunkt. Det är inte bara slam som tillför matjorden tungmetaller. Tillförsel av tungmetaller sker även från luften (atmosfäriskt nedfall) och med handelsgödsel.

Deponering av slam bör enligt Naturvårdsverket avvecklas. Alternativet till spridning på åkermark är förbränning. Sett ur energi-, miljö- och resurshushållningssynpunkt är förbränning ett klart sämre alternativ till spridning på jordbruksmark.

LRF (Lantbrukarnas Riksförbund) rekommenderade i slutet av 1980-talet sina medlemmar att bojkotta slammet. Denna blockad har nu luckrats upp något, då man från LRF:s sida kan tänka sig slamspridning vid odling av energiskog. Man ställer dock ett krav och det är att man ska vänta tio år med att odla livsmedel igen på mark som slamgödslats.

Nuvarande slamtillförsel medför en måttlig ökning av metallhalter i marken och riskerna på kort sikt bedöms vara små. Energiskog har en naturlig förmåga att ta upp metaller och speciellt höga halter av kadmium har uppmätts i energiskogsved. Detta talar för att energiskog kan fungera som "biofilter" och rena marken från skadliga tungmetaller.

Energiskogsflis och annan biomassa har främst två fördelar. Den ena är att inget nettotillskott av koldioxid tillförs atmosfären vid förbränning. Den andra fördelen är att biomassa har lågt innehåll av syavel och endast försumbara mängder kommer att frigöras vid förbränning. Ämnen som kväveoxider och kolväten kan vålla en del besvär, men dessa kan bemästras någorlunda med främst förbränningstekniska åtgärder. Med skärpta bestämmelser för stoftutsläpp räcker inte rening med enbart cyklon eller multicyklon för mindre anläggningar. Multicyklon kombinerad med rök-gaskondensering (ökar verkningsgraden genom värmeåtervinning) ger en mycket god avskilningsgrad för stoft.

Enligt lagen om kommunal energiplanering är kommunen (eller annat lokalt energibolag) ålagd att göra en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) i samband med planering av ett nytt eller förändringar av ett gammalt energisystem. Denna rapport kan ge en fingervisning om några av de miljöeffekter som kan uppkomma vid ett energiskogsbaserat energisystem. I rapporten har inte hänsyn tagits till miljöstörningar av t ex transporter, buller och damm i samband med energiutvinning. Även faktorer som dessa bör tas med i en s k miljökonsekvensbeskrivning.

Avslutningsvis ställer jag några frågor: Hur kommer det att gå med svensk satsning på biobränslen från den 1 januari 1993, då frihandel enligt EES-avtalet börjar gälla? Kommer vi att åka till våra grannländer i söder för att köpa oljeprodukter utan miljöavgifter? Eller blir det så att andra länder också måste införa pålagor för att klara miljön?

8 SLUTSATSER

Odling av energiskog på åkermark kan ur miljösynpunkt vara ett av de mer positiva alternativen på användning av överskottsmark. Den negativa påverkan på naturmiljön tycks av hittills framkomna resultat vara måttlig. Inom vissa områden kan också landskapet tillföras flera positiva drag.

Slam som klarar Naturvårdsverkets riktlinjer för tungmetallinnehåll utgör en värdefull resurs för gödsling av energiskog. Det har konstaterats att *Salix* har en naturlig benägenhet för upptag av metaller, främst kadmium. Energiskogens upptag och omsättning av metaller torde motverka risk för upplagring av metaller i marken och utlakning. *Salix* kan eventuellt även utnyttjas för att rena särskilt "metallkontaminerade" marker.

En av de största fördelarna med förbränning av biomassa är att det inte uppstår något nettotillskott av koldioxid till atmosfären. En annan fördel är dess låga svavelinnehåll. En del andra ämnen, t ex kolväten, kan dock ställa till problem. Jämfört med fossila bränslen som olja och kol tenderar energiskogens positiva effekter att överväga.

9 LITTERATURFÖRTECKNING

- Andersson, R. 1990. Biobränslen från jordbruket. En analys av miljökonsekvenser. Statens naturvårdsverk, Rapport 3713.
- Bergkvist, P. & Kirchmann, H. 1989. Organiska miljöföroreningar i slam. Egenskaper och effekter på mark-växtsystemet. SNV Rapport 3624.
- Edafors AB. 1990. Miljöplus och energiskog. Försöksodling med energiskog på Näsbyholms Gods 1983-1989. Malmö Gatukontor.
- Ericsson, J & Pettersson, O. 1979. Tungmetaller och avloppsslam i jordbruket. Sveriges lantbruksuniversitet. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 274. Uppsala.
- Hahn, T. 1991. Avloppsslam på åkermark eller deponi? Ekonomiska konsekvenser för kommuner och lantbrukare. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för ekonomi. Examensarbete nr 61. Uppsala.
- Hasselgren, K. 1990. Användning av kommunalt avloppsslam i energiskogsodling. Malmö Gatukontor.
- Holmström, H. 1986. Organiska miljöföroreningar i slam. Förekomst och effekter. SNV Rapport 3260, Solna.
- Johansson, W & Linnér, H. 1977. Bevattning. Behov - Effekter - Teknik. LTs förlag.
- Jokinen, R. 1990. Effect of phosphorus precipitation chemicals on characteristics and agricultural value of municipal sewage sludges. Analytical results of sludge treated soils. Acta Agriculturae Scandinavica, Vol 40:2. Uppsala.
- Kirchmann, H. 1988. Hushållskompost, avloppsslam och industrirestprodukter i jordbruket. Problem, krav och forskningsuppgifter. Sveriges lantbruksuniversitet. Konsulentavdelningens rapporter, Allmänt 137. Uppsala.
- KTH, 1991. Bioenergi för framtiden? En studie av biobränslescenarier för sju kommuner och kommungrupper i Sverige. Kraft & Värmeteknologerna, Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm.
- Käck, Å & Larsson, M. 1991. Salixrötters utveckling ovanför samt inväxning i dräneringsledningar. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för ekologi och miljövard, avdelningen för skoglig intensivodling. Examensarbete nr 1. Uppsala.
- de Maré, L. 1989. Utlakningseffekter av energiskogsodling på jordbruksmark i södra Sverige. Stencil 1989-01-31.
- Michanek, G (red). 1991. Lagbok i miljö rätt 1991. Allmänna förlaget, Stockholm.
- Persson, G. 1987. Energiskog kräver god vattentillgång. Skogsakta nr 41. Sveriges lantbruksuniversitet. Konsulentavdelningen.
- Pettersson, O. 1990. Avloppsslam i jordbruket? Sveriges lantbruksuniversitet, Fakta Mark - Växter nr 9. Uppsala.

Stad & Land. 1991. Biologiskt avfall på drift? En studie om biologiskt avfall på land och i stad och hur det kan recirkuleras. Avlopp och avloppsslam, sid 27-30.

NUTEK; SNV. 1991. MILEN - Miljöanpassad lokal energiplanering. B 1991:5. Närings- och utvecklingsverket, Statens naturvårdsverk.

Statens energiverk. 1989:5. El- och värmeproduktion. Bilaga 2 till statens energiverks och statens naturvårdsverks utredning Ett miljöanpassat energisystem.

STEV. 1990. Energiskog. Statens energiverk.

Statens naturvårdsverk. 1983. Miljöeffekter av ved- och torvförbränning. SNV PM 1708. Solna.

Statens naturvårdsverk. 1987. Användning av slam på åkermark. SNV Rapport 3391. Solna.

Statens naturvårdsverk. 1987. Fastbränsleeldade anläggningar (500 kW -10 MW). Allmänna Råd 87:2. Solna.

Statens naturvårdsverk. 1988. Avfallet och miljön. Naturvårdsverket informerar.

Statens naturvårdsverk. 1989. Slamhantering och miljöproblem. SNV Rapport 3632. Solna.

Statens naturvårdsverk. 1990. Slam från kommunala avloppsreningsverk. Allmänna råd 90:13. Solna.

SYSÄV. 1990. Slamspridning på åkermark - resultat av 8 års fältförsök i sydvästra Skåne. Sydvästra Skånes Avfallsaktiebolag.

10 BILAGOR

BILAGA 1

Lag om kommunal energiplanering (1977:439, 1991:738) Kursiverad stil = nytt

- 1 § Kommun ska i sin planering främja hushållningen med energi samt verka för en säker och tillräcklig energitillförsel.
- 2 § Kommun ska vid sin planering undersöka förutsättningarna att genom samverkan med annan kommun eller betydande intressent på energiområdet såsom processindustri eller kraftföretag gemensamt lösa frågor som har betydelse för hushållningen med energi eller för energitillförseln. Finns förutsättning för sådan gemensam lösning föreligga, ska den tas till vara i planeringen.
- 3 § I varje kommun ska det finnas en aktuell plan för tillförsel, distribution och användning av energi i kommunen. *Till denna plan ska upprättas en miljökonsekvensbeskrivning som möjliggör en samlad bedömning av den inverkan den i planen upptagna verksamheten har på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser.* Planen beslutas av kommunfullmäktige.
- 4 § Den som bedriver verksamhet i vilken används större mängd energi eller den som yrkesmässigt producerar eller distribuerar energi ska på begäran lämna kommun de uppgifter som behövs för planeringen.

Kommun ska på begäran bereda den som är uppgiftsskyldig enligt första stycket tillfälle att överlägga med kommunen om energifrågor som har väsentlig betydelse för honom.

Vid tillämpning av första stycket ska iakttas att den som är uppgiftsskyldig ej betungas onödigt.

- 5 § Fullgörs ej uppgiftsskyldighet enligt 4 §, får länsstyrelsen vid vite kalla den uppgiftsskyldige till överläggning med kommunen, om denna begär det.
- 6 § Talan mot beslut om föreläggande av vite förs hos kammarrätten genom besvär.
- 7 § Kommun är skyldig att på begäran av myndighet som regeringen bestämmer lämna myndigheten uppgifter om fullgörandet av kommunens skyldighet enligt 1, 2 eller 3 §.

BILAGA 2

Innehållsdeklaration för slam och slamprodukter som avses användas för markändamål

Slammets ursprung och art

- Kommun
- Reningsverk
- Slamtyp (primär-, bio-, kem- eller blandslam)
- Slambehandling
- Kalktillsats (del kalk/del slam)
- Senaste analystillfälle

Resultat av kemiska och fysikaliska analyser

	Årsmedelvärde	Aktuellt parti
- PH		
- Torrsubstanshalt (TS)	%	%
- Glödgningsförlust (organisk substans)	% av TS	% av TS
- Kväve: ammonium-N	"	"
total-N	"	"
- Fosfor, total-P	"	"
- Kalkverkan (CaO)	"	"
- Övrigt		
- Zink (Zn)	mg/kg TS	mg/kg TS
- Koppar (Cu)	"	"
- Krom (Cr)	"	"
- Nickel (Ni)	"	"
- Bly (Pb)	"	"
- Kadmium (Cd)	"	"
- Kviksilver (Hg)	"	"
- Nonylfenol	"	"
- PAH (6 föreningar)	"	"
- PCB (7 föreningar)	"	"
- Toluen	"	"

Exempel på avtal mellan kommun och slammottagare

Som förlaga har avtal från Hudiksvalls kommun använts.

AVTAL

Mellankommun ochägare/brukare av fastigheten, nedan kallad slammottagaren, har följande avtal träffats angående leverans och mottagning av avvattnat, kalkhygieniserat slam från kommunens avloppsreningsverk.

§ 1

Kommunen förbinder sig att under en avtalsperiod av fem (5) år, 1991-01-01 - 1995-12-31, fritt levereraton avvattnat, kalkhygieniserat (pH-värde 11,0) slam till av slammottagaren anvisad plats.

Slammet levereras av kommunen enligt leveransplan, som överenskommits mellan kommunen och LRF.

Aktuell analys av slammets sammansättning (innehållsdeklaration) tillhandahålles av kommunen vid varje leverans.

Slammet förutsättes, beträffande innehåll av vissa metaller m m, motsvara de riktvärden, som anges i Statens naturvårdsverks Allmänna råd 90:13 "Slam från kommunala avloppsreningsverk", eller de riktvärden, som framgent kan komma att meddelas.

Kommunen ska genom fortlöpande kontroll tillse, att i fjärde stycket angivna riktvärden inte överskrids.

§ 2

Slammottagaren förbinder sig att under avtalsperioden mottaga ovannämnda kvantitet slam och tillhandahålla lämplig lagringsplats med - vid normala förhållanden - framkomlig väg för tungt lastfordon. Upplagsplatsen ska vara godkänd av hälsovårdsnämnden.

Parterna förbinder sig dessutom att ta del av och följa de bestämmelser och anvisningar, som lämnats av myndigheterna. Se bl a SNV:s Allmänna råd 90:13.

§ 3

Om det visar sig att slammet inte uppfyller de krav, som anges i Naturvårdsverkets Allmänna råd 90:13, förbinder sig kommunen att omgående underrätta om detta. Slammottagaren är då inte skyldig att ta emot sådant slam.

§ 4

Vid önskemål om tilläggs kalkning, mer än till hygienisering, ersätter slammottagaren kommunen för den ökade kalkkostnaden. Priset regleras av gällande pris på osläckt kalk.

Vid önskemål och ökad kalkinblandning ska slammottagaren senast en månad före beräknad leveransdag hos kommunen göra en skriftlig beställning av önskad mängd med önskat kalkinnehåll. Slammottagaren förbinder sig i och med denna beställning att betala merkostnaden för den beställda mängden.

§ 5

Om myndighet meddelar bud, innebärande hinder mot slamhantering, äger slammottagaren rätt att uppsäga detta avtal omedelbart.

§ 6

Om fastigheten överlåtes till ny ägare, äger kommunen och den nye fastighetsägaren å omse sidor rätt att inom sex (6) månader från överlåtelsen häva avtalet.

§ 7

Detta avtal träder i kraft efter undertecknandet av parterna och gäller för perioden 1991-01-01 - 1995-12-31.

Uppsäges inte detta avtal av endera parten senast sex (6) månader före avtalstidens utgång är det förlängt med fem (5) år på oförändrade villkor och med enahanda uppsägningsbestämmelser.

Avtalet har upprättats i två exemplar, av vilka varje part erhållit ett vardera.

..... kommun

Slammottagare

.....

.....

Utdrag ur förordning (1979:426) om skötsel av jordbruksmark (1989:369)

- 7 § Stallgödsel och andra organiska gödselmedel får inte spridas
1. under tiden den 1 december - den 28 februari annat än om nedbrukning sker samma dag, samt
 2. under tiden den 1 augusti - 30 november annat än i växande gröda eller före höstsådd.

Första stycket 2 gäller enbart Blekinge, Kristianstads, Malmöhus, Hallands och Gotlands län, kustområdena i Stockholms, Södermanlands, Östergötlands, Kalmar och Göteborgs och Bohuslän samt Öland.

Vilka områden som är att anse som kustområden enligt andra stycket anges i föreskrifter av jordbruksverket. Förordning (1988:640).